

矢作川中流の河床における細粒土砂の多寡と底生動物との関係

Relationship between the abundance of fine sediment and macroinvertebrates in the middle reach of the Yahagi River

白金晶子

Akiko SHIRAGANE

要 約

矢作ダムの堆積土砂を利用して置き土実験が継続的に行われている矢作川中流において、河床の4つの粒径区分 (< 4 mm, 4-16 mm, 17-64 mm, 64 mm <) の重量と底生動物の関係を調査した。その結果、底生動物の属毎に異なる粒径区分の砂礫が正または負の効果として選択され、各粒径区分を選好する指標種となり得る可能性が示唆された。現在、矢作川中流の瀬で優占している礫面・礫間・礫下-固着巣型で造網性のシマトビケラ属、オオシマトビケラ属、ヒゲナガカワトビケラ属や礫間-自由型のアカマダラカゲロウ属、トウヨウマダラカゲロウ属、クラカケカワゲラ属などは64 mm <の礫と正の関連があり、< 4 mmの砂礫とは負の関連が見られた。置き土に伴い河床材料に砂や細礫が増加することで、現在優占している底生動物の個体数は減少する可能性が示唆された。一方、礫下砂-潜入型のエリユスリカ属やツヤドロムシ属、礫間-自由型のエラブタマダラカゲロウ属、トゲマダラカゲロウ属などでは、< 4 mmの砂礫と正の関連がみられ、置き土によって増加すると考えられる属も確認された。< 4 mmの砂礫に対して正または負の関連が見られた属が明確化したことで、今後、土砂還元による河床環境の変化を評価する指標種として活用できると考えられる。

キーワード：ダム下流、土砂還元、河床生息型、粗粒化、総合土砂管理

はじめに

河川生物の生息場所を構成する主な物理環境として、水深、流速、河床材料などが挙げられるが、中でも河床材料はダム運用による流下土砂量の減少や河床の粗粒化などを通じて生物に大きな影響を及ぼす (Kondolf, 1997; 谷田・竹門, 1999)。矢作川でもダム下流において粗粒化の進行や河床が長期間攪乱されにくくなる安定化などが認められ、アユなどの魚類や底生動物、付着藻類や蘚類などへの影響が確認されている (田中, 1997; 山本, 2000; 北村ほか, 2001; 岡田・内田, 2016; 内田, 2021; 白金ほか, 2022)。現在、矢作川では連続した土砂の流れを回復させるため土砂バイパストンネルの建造などが検討されており (国土交通省 豊橋河川事務所, 2023)、その際の影響・効果を予測する置き土実験が行われている。今後、置き土量が増加することで、流下土砂量の増加、引いては河床材料の変化が河川の生物に与える影響を把握することが喫緊の課題となっている。土砂還元に対する生物の応答を予測するうえで、河床を微生息場とする底生動物は有用である。底生動物は極めて多くの分類群から構成され、各種に必要な環境条件が異なることから、様々な河床環境の指標となる種があると期待される。

これまで、ダムの影響を明らかにするため、ダムの上・下流や、支川合流後、および支川との間で底生動物群集に着目し、群集構造の差異を比較した研究が数多く報告されている (Armitage, 1978; Ward and Stanford, 1983; Munn and Brusven, 1991; Takao et al., 2008; Katano et al., 2009 など)。一方、ダム運用や土砂還元による河床材料の変化が底生動物に及ぼす影響については、底生動物の生活型や科レベルを対象とした指標種の探索などの報告がある (片野ほか, 2010; 西田ほか, 2011; 溝口ほか, 2018)。ダムの影響評価では継続的なモニタリングとして簡便な方法が求められているが、土砂還元が底生動物に与える影響を精緻に把握するためには、より細かい分類群に焦点を当てる必要性も検討すべきである。加えて、ダム下流における底生動物への影響はダムが位置する場所の気候や地質などの河川特性、ダムの運用方法などにより大きく変化するため、一様では無いと推測される。このため、他河川での知見が対象とする河川で適用可能かについても慎重に評価することが不可欠である。矢作川においてはダム下流、支川および支川合流後について底生動物群集を比較した結果、ダム下流では動物プランクトンの流下および流下土砂量の減少などが底生動物群集に影響を及ぼしていることが報告されている (Takao et al., 2008)。ダム下流で

はこのように複合的な環境要因の変化が生じるため、土砂供給量のみに着目した底生動物への影響については明らかにされていない。

そこで、本研究では矢作ダムの堆積土砂（60%粒径が2 mm程度、国土交通省 豊橋河川事務所, 2023）を利用して置き土実験が継続的に行われている矢作川中流において、河床の粒径組成と生息する底生動物の関係を調査した。これにより、矢作川における置き土量の増加が底生動物に与える影響を評価する一助とすることを目的とした。特に、本研究では河床材料のうち置き土によって増加する細粒土砂に着目し、その多寡に応答する分類群の探索を重要視した。

調査方法

調査は矢作川本流に設置された阿摺ダムから約700 m下流（河口から約54.2 km；北緯35度9分47.16秒，東経137度14分59.40秒）で2022年2月に行った（図1）。本地点は直上のダムの影響により粗粒化が進行しており、今後の置き土実験の候補地にも選定されていることから（国土交通省 豊橋河川事務所, 2023）、調査地として選定した。

河床材料および底生動物の採集

瀬において砂礫の粒径組成が異なる19調査区で、25×25 cmの方形枠内の河床を約10 cm掘り返し、網目内

径0.5 mmのサーバーネットを用いて砂礫および底生動物を採集した。砂礫は16 mm以上の礫について現地で中径を1 mm単位で計測し、重量を1 g単位で測定した。16 mm未満の砂礫については室内に持ち帰り、フルイを用いて<4 mm, 4-16 mmに分けて乾燥した後、重量を測定した。底生動物は5%ホルマリン液で固定して室内に持ち帰り、ソーティングを行って可能な限り細かい分類群まで同定した。いくつかの分類群では種までの同定が困難なため、ほとんどの分類群に適応可能な属レベルで、個体数を集計した。全地点の総個体数が100個体以上かつ10調査区以上で確認された属を「優占属」として、解析に用いた。水生昆虫以外の底生動物はこの条件に当てはまらず、優占属は水生昆虫のみであった。また、河床材料との関係を分析するため、既往文献を参考に底生動物の河床生息型の区分けを行った（Patrick et al., 1990；Merritt and Cummins, 1996；竹門, 2005；小林ほか, 2010；Plat and García-Roger, 2018；小林, 2019）。河床生息型とは各属の生息拠点（休息場）となる河床位置（礫上面、礫間、砂・砂利に面した礫下など）と移動性（固着巣や可携巣の有無）を考慮したものである（小林ほか, 2010）。可携巣を持つグループは礫上面または側面に滞在する「礫面-可携巣型」、礫下の砂・砂利面に滞在する「礫下砂-可携巣型」の2つに区分した。巣を持たないグループは礫上面や側面を主な生息場とする「礫面-自由型」、礫間や礫下面の空隙を生息拠点とする「礫間-自由型」、はまり石下の締まった空間や砂・砂利の中に潜り込む「礫下砂-潜入型」の3つに区分した。固着巣を持つグループは礫上面もしくは側面に巣を張る「礫面-固着巣型」、礫間や礫下面の空隙に巣を張る「礫間-固着巣型」、礫下の砂・砂利面に巣を張る「礫下砂-固着巣型」の3つに区分し、全体で8つの河床生息型に区分した。各調査区の水深は23.0-49.3 cm、流速は5.3-30.2 cm/sの範囲であった。

統計解析

底生動物の個体数に影響を及ぼす河床材料の粒径区分を明らかにするため、一般化線形モデル（GLM）による解析を行った。底生動物の優占属を目的変数、河床の4粒径区分（<4 mm, 4-16 mm, 17-64 mm, 64 mm <）の重量を標準化して説明変数とした。説明変数間の多重共線性を防ぐため、分散拡大要因（VIF）を計算した結果、VIFが3未満であったことから、すべての説明変数を使用した。誤差構造は負の二項分布を仮定した。モデル選択には赤池情報量基準（AIC）を用い、AICが最

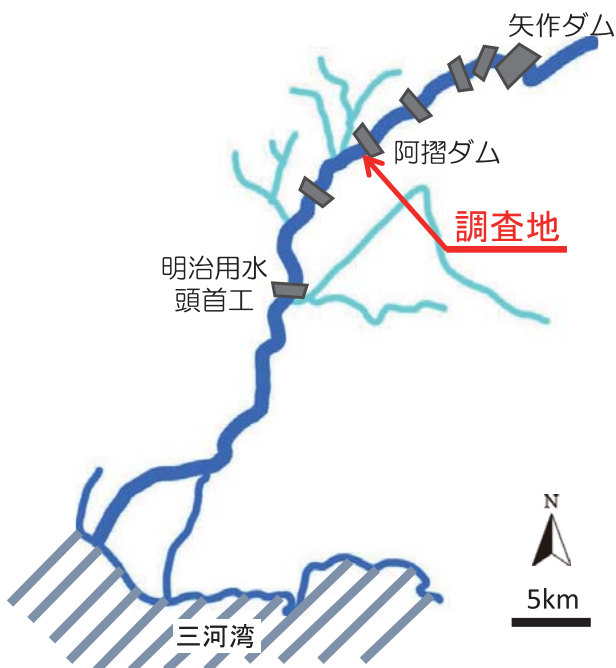


図1 調査地。

小のモデルをベストモデルとし、ベストモデルとの差 (Δ AIC) が 2 未満のモデルのうち上位 3 モデルを抽出した。AIC は複数のモデル間の相対的な良さを示す指標であるため、構築されたモデルの「予測力の改善割合」を示す値として Yamamura (2016) が提案した R_D を算出し、各モデルの評価を行った。 R_D は 0 から 1 の範囲をとり、 R_D が高いほど優れたモデルとされる (Yamamura, 2016)。これらの解析は R version 4.2.2 (R Core Team, 2022) を使用し、GLM は MASS パッケージの glm.nb 関数、AIC は MuMin パッケージの dredge 関数、VIF は car パッケージの vif 関数を用いた。 R_D は Yamamura (2016) のコードを使用した。

結果

19 調査区で採集された砂礫は < 4 mm の重量が 95–1672 g (平均±標準偏差: 576±483 g)、割合は 2.4–33.6% (12.6±10.4%) で、4–16 mm の細礫の重量が 86–1558 g (571±438 g)、割合は 1.1–39.0% (13.0±11.3%) であった (図 2)。16–64 mm の中礫の重量は 9–1712 g (739±442 g)、割合は 0.2–59.3% (17.2±14.1%) で、64 mm < の礫の重量は 0–10394 g (3320±2652 g)、割合は 0–92.9% (57.2±24.7%) であった。底生動物は 19 調査区から 12 目 40 科 94 属 118 種 10220 個体が採集され、各調査区の個体数は 168–1004 個体 (536±254 個体) であった (図 3)。全地点から 100 個体以上採集された優占属は 24 属で、シマトビケラ属 *Hydropsyche* が 1750 個体、ヤマトビケラ属 *Glossosoma* が 1335 個体、アカマダラカゲロウ属 *Uracanthella* が 1182 個体、トゲマダラカゲロウ属 *Drunella* が 671 個体と続き、この 4 属で全個体数の 5 割近くを占め、優占属の全 24 属で 9 割を占めた (図 4)。全調査区で採集された底生動物の河床生息型は礫間-自由型の個体数の割合が 31.1%、礫面-固着巣型が 24.3%、礫面-可携巣型が 17.9%、礫面-自由型が 11.4% で、その他の生息型は 10% 未満であった。礫面、礫間、礫下砂の各生息型の割合はそれぞれ 53.6%、36.8%、9.6% で、各調査区の河床生息型の詳細は図 3 に示した。

河床材料と各優占属との関係について、AIC の低い順に Δ AIC が 2 未満の上位 3 モデルを表 1 に示した。また、モデルの「予測力の改善割合」を示す値として R_D も示した。河床生息型が礫面-可携巣型のコヤマトビケラ属 *Agapetus* は上位 3 モデルで 16–64 mm が正の効

果として選択され、ベストモデルの R_D は 0.211 であったが、ヤマトビケラ属は上位モデルすべてで選択される粒径は無く、 R_D は < 0.1 であった。礫下砂-潜入型のエリユスリカ属 *Orthocladius* は < 4 mm の砂礫が正の効果として選択され、ベストモデルの R_D は 0.335 であった。ツヤドロムシ属 *Zaitzevia* は < 4 mm の砂礫、17–64 mm の礫が正の効果、4–16 mm の礫が負の効果として選択され、ベストモデルの R_D は 0.334 であった。礫面-自由型のフタバコカゲロウ属 *Baetiella*、ナガレトビケラ属 *Phycophila*、テンマクエリユスリカ属 *Eukiefferiella*、オオキユスリカ属 *Pagastia* では上位モデルすべてで選択される粒径は無く、ナガレトビケラ属の R_D は 0.201 で、その他の属は < 0.1 であった。優占属 24 属のうち 9 属を占めた礫間-自由型はヒラタカゲロウ属 *Epeorus*、アカマダラカゲロウ属で 17 mm 以上の礫が正の効果、16 mm 以下の砂礫が負の効果として選択され、ベストモデルの R_D はそれぞれ 0.434、0.472 であった。ヒメヒラタカゲロウ属 *Rhithrogena* は 4–16 mm が正の効果、64 mm < が負の効果として選択され、ベストモデルの R_D は 0.470 であった。トウヨウマダラカゲロウ属 *Cincticostella*、クラカケカワゲラ属 *Paragnetina* は 64 mm < の礫が正の効果、< 4 mm の砂礫が負の効果として選択され、ベストモデルの R_D はそれぞれ 0.394、0.463 であった。トゲマダラカゲロウ属は 64 mm 以下の礫が正の効果として選択され、ベストモデルの R_D は 0.428 であった。エラブタマダラカゲロウ属 *Torleya* は < 4 mm の砂礫、16–64 mm の礫が正の効果として選択され、ベストモデルの R_D は 0.316 であった。ヒメカワゲラ属 *Stavsolus* は 64 mm < の礫が正の効果として選択され、ベストモデルの R_D は 0.133 であった。ナガレツヤユスリカ属 *Rheocricotopus* は 17 mm 以上の礫が正の効果として選択され、ベストモデルの R_D は 0.242 であった。礫面-固着巣型のシマトビケラ属では Δ AIC が 2 未満の 2 モデルにおいて、64 mm < の礫が正の効果、16 mm 以下の砂礫は負の効果として選択され、ベストモデルの R_D は 0.689 で「予測に有用なモデル」と判断された。クダトビケラ属 *Psychomyia* は < 4 mm、17 mm 以上の砂礫が正の効果として選択され、ベストモデルの R_D は 0.385 であった。ウスバガガンボ属 *Antocha* は 17 mm 以上の礫が正の効果、4–16 mm の礫が負の効果として選択され、ベストモデルの R_D は 0.674 であった。ツヤムネユスリカ属 *Microtendipes* は 17 mm 以上の礫が正の効果として選択され、ベストモデルの R_D は 0.449 であった。礫間-固着巣型のエチゴシマトビケラ属 *Potamyia* は 17–

白金晶子

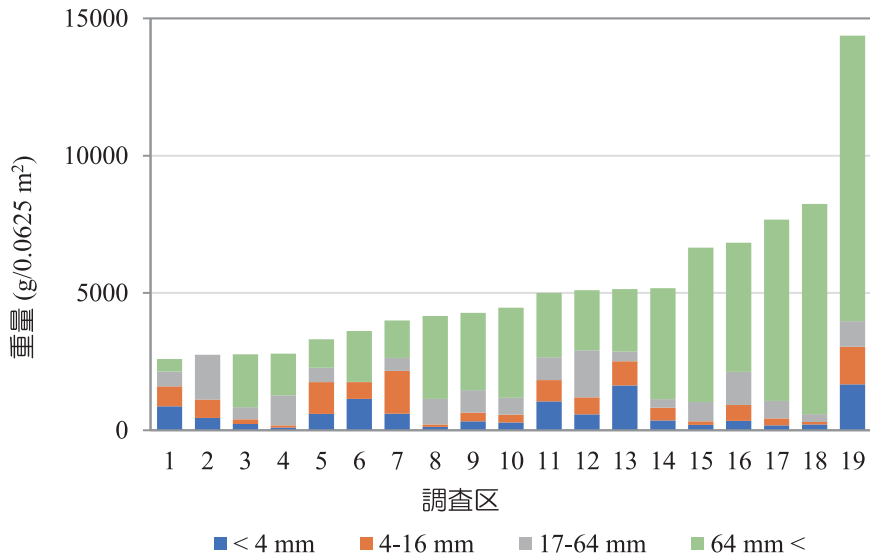


図2 各調査区の河床の粒径区分別重量.

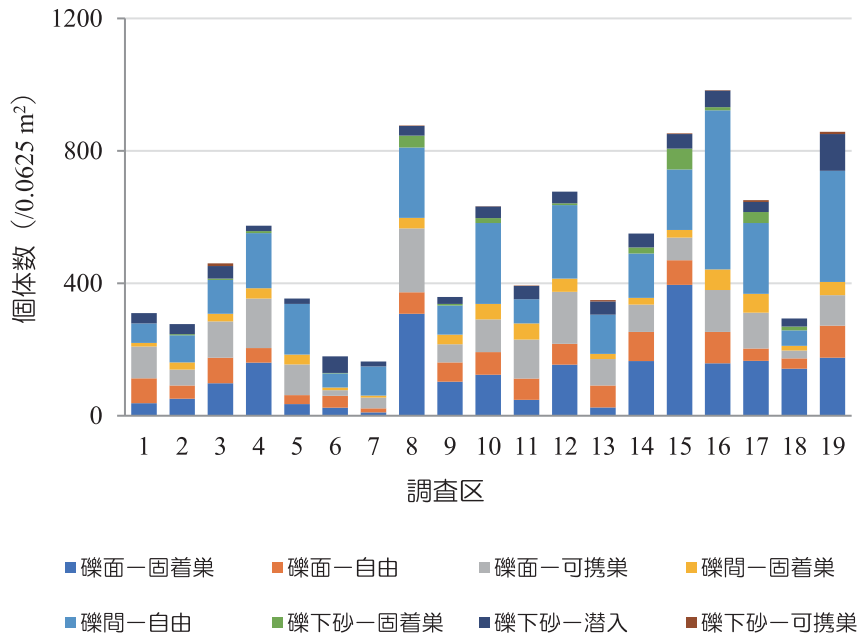


図3 各調査区の底生動物の河床生息型別個体数.

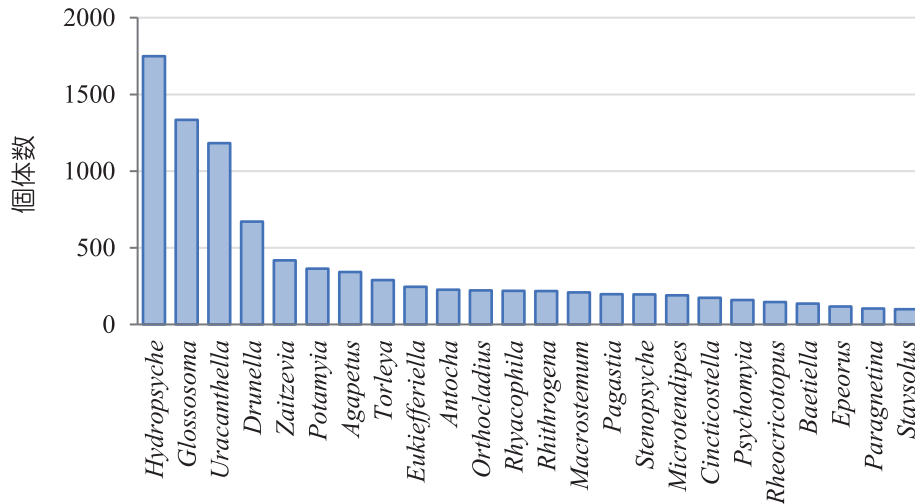


図4 全調査区から採集された優占属の個体数.

表 1 底生動物の優占属を応答変数, 4 粒径区分を説明変数とした一般化線型モデル (GLM) の結果. 赤池の情報量基準 (AIC) によるモデル選択で, AIC が最小のモデルをベストモデルとし, ベストモデルとの差 (Δ AIC) が 2 未満のモデルのうち上位 3 モデルまでを示した. 構築されたモデルの「予測力の改善割合」を示す値として Yamamura (2016) が提案した R_D 基準も示した. 並び順は河床生息型順とした.

属名	河床生息型	Estimate (Z value)				AIC	Δ AIC	weight	R_D	
		(Intr)	< 4	4-16 mm	17-64 mm					64 mm <
<i>Agapetus</i> コヤマトビケラ属	礫面-可携巢	2.712		0.688		147.7	0.00	0.25	0.211	
		2.687	0.211	0.671		148.5	0.80	0.17	0.191	
		2.692		0.658	0.192	148.8	1.04	0.15	0.184	
<i>Glossosoma</i> ヤマトビケラ属	礫面-可携巢	4.222		-0.266		193.8	0.00	0.12	0.082	
		4.224	-0.245			194.1	0.28	0.10	0.071	
		4.210		-0.239	0.180	194.2	0.42	0.10	0.075	
<i>Orthocladius</i> エリユスリカ属	礫下砂-潜入	2.297	0.544			127.6	0.00	0.30	0.335	
		2.282	0.739	-0.273		128.3	0.68	0.22	0.318	
		2.297	0.540		-0.024	129.6	1.97	0.11	0.282	
<i>Zaitzevia</i> ツヤドロムシ属	礫下砂-潜入	2.947	0.656	-0.551	0.385	0.169	148.3	0.00	0.39	0.334
		2.961	0.699	-0.569	0.393		148.4	0.06	0.38	0.330
<i>Baetiella</i> フタバコカゲロウ属	礫面-自由	1.760		-0.655	-0.516		116.8	0.00	0.17	0.096
		1.840		-0.672			117.2	0.37	0.14	0.078
		1.806	-0.482		-0.574		118.2	1.39	0.09	0.047
<i>Rhyacophila</i> ナガレトビケラ属	礫面-自由	2.390				0.346	126.1	0.00	0.17	0.201
		2.376			0.179	0.368	126.2	0.10	0.16	0.206
		2.376	-0.176			0.376	126.4	0.32	0.14	0.199
<i>Eukiefferiella</i> テンマクエリユスリカ属	礫面-自由	2.561					124.7	0.00	0.22	0.000
<i>Pagastia</i> オオキユスリカ属	礫面-自由	2.297	0.377	-0.357	0.262		121.3	0.00	0.16	0.050
		2.325			0.190		121.3	0.03	0.15	0.039
		2.344					121.8	0.48	0.12	0.000
<i>Epeorus</i> ヒラタカゲロウ属	礫間-自由	1.408		-0.815	0.436	0.547	102.8	0.00	0.44	0.434
		1.415	-0.089	-0.729	0.424	0.553	104.7	1.94	0.17	0.394
<i>Rhithrogena</i> ヒメヒラタカゲロウ属	礫間-自由	1.558		1.084		-0.919	111.4	0.00	0.27	0.470
		1.512		1.137	0.262	-0.924	112.5	1.05	0.16	0.451
		1.539	-0.350	1.314		-0.920	112.5	1.08	0.16	0.451
<i>Cincticostella</i> トウヨウマダラカゲロウ属	礫間-自由	1.863	-0.831			0.726	118.0	0.00	0.44	0.394
		1.846	-0.802		0.179	0.700	119.3	1.35	0.22	0.364
		1.861	-0.864	0.043		0.728	120.0	1.98	0.16	0.348
<i>Drunella</i> トゲマダラカゲロウ属	礫間-自由	3.364	0.316	0.276	0.391		165.0	0.00	0.27	0.428
		3.383	0.499		0.415		165.3	0.32	0.23	0.418
		3.388		0.536	0.318		166.0	1.02	0.16	0.401
<i>Torleya</i> エラブタマダラカゲロウ属	礫間-自由	2.368	0.415		0.393	0.330	138.9	0.00	0.18	0.316
		2.412	0.570		0.413		139.2	0.26	0.15	0.303
		2.347	0.672	-0.373	0.474	0.340	140.0	1.08	0.10	0.291
<i>Uracanthella</i> アカマダラカゲロウ属	礫間-自由	3.686		-0.817	0.616	0.581	185.5	0.00	0.37	0.472
		3.671	-0.362	-0.537	0.556	0.627	186.1	0.56	0.28	0.463
		3.706	-0.761		0.485	0.627	186.6	1.13	0.21	0.450
<i>Paragnetina</i> クラカケカワゲラ属	礫間-自由	0.961	-1.549			0.942	93.6	0.00	0.33	0.463
		0.976	-1.036	-0.539		0.881	94.7	1.08	0.19	0.439
		0.931	-1.580		0.140	0.982	95.3	1.76	0.14	0.424
<i>Stavsolus</i> ヒメカワゲラ属	礫間-自由	1.521	-0.315			0.550	105.3	0.00	0.17	0.133
		1.565				0.483	105.5	0.15	0.16	0.122
		1.541			0.251	0.500	106.1	0.81	0.12	0.106
<i>Rheocricotopus</i> ナガレツヤユスリカ属	礫間-自由	1.841		-0.362	0.361	0.500	116.2	0.00	0.27	0.242
		1.802	0.375	-0.715	0.431	0.468	116.5	0.30	0.23	0.235
		1.907			0.374	0.426	118.0	1.87	0.10	0.183
<i>Hydropsyche</i> シマトビケラ属	礫面-固着巢	4.115	-0.582	-0.499		0.312	190.3	0.00	0.42	0.689
		4.107	-0.552	-0.514	0.125	0.315	191.1	0.84	0.28	0.680
<i>Psychomyia</i> クダトビケラ属	礫面-固着巢	1.831	0.360		0.633	0.408	116.5	0.00	0.36	0.385
		1.803	0.605	-0.364	0.687	0.387	117.2	0.64	0.26	0.373
<i>Antocha</i> ウスバガガンボ属	礫面-固着巢	2.020		-0.747	0.667	0.620	114.8	0.00	0.68	0.674
		1.998	0.194	-0.943	0.701	0.610	116.3	1.56	0.31	0.658
<i>Microtendipes</i> ツヤムネユスリカ属	礫面-固着巢	1.300	1.266	-1.253	1.011	0.745	109.0	0.00	0.32	0.449
		1.527			0.610	0.844	109.6	0.60	0.24	0.435
		1.505	0.284		0.675	0.741	110.5	1.53	0.15	0.421
<i>Potamyia</i> エチゴシマトビケラ属	礫間-固着巢	2.929			0.248		144.9	0.00	0.13	0.055
		2.915			0.253	0.164	145.1	0.22	0.12	0.055
		2.916	0.157		0.258		145.3	0.37	0.11	0.050
<i>Stenopsyche</i> ヒゲナガカワトビケラ属	礫間-固着巢	1.868	-0.962		0.451	0.508	118.2	0.00	0.52	0.506
		1.874	-0.832	-0.149	0.459	0.496	119.9	1.77	0.22	0.475
<i>Macrostemum</i> オオシマトビケラ属	礫下砂-固着巢	1.238	-1.343	-0.730		0.589	103.5	0.00	0.22	0.696
		1.179	-2.082			0.711	103.8	0.34	0.18	0.692
		1.188	-1.268	-0.806	0.234	0.698	104.3	0.90	0.14	0.686

64 mm の礫が正の効果として選択されたが、ベストモデルの R_D は < 0.1 であった。ヒゲナガカワトビケラ属 *Stenopsyche* は 17 mm 以上の礫が正の効果、 < 4 mm の砂礫が負の効果として選択され、ベストモデルの R_D は 0.506 であった。礫下砂-固着巣型のオオシマトビケラ属 *Macrostemum* は 64 mm < の礫が正の効果、 < 4 mm の砂礫が負の効果として選択され、ベストモデルの R_D は 0.696 であった。

考察

河床材料と底生動物の関係

河床材料を < 4 mm, 4-16 mm, 17-64 mm, 64 mm < に区分し、底生動物との関係を解析した結果、属毎に異なる粒径区分の砂礫が正または負の効果として選択され、各粒径区分を選好する指標種となり得る可能性が示唆された。△AIC が 2 未満の上位 3 または 2 モデルすべてにおいて、 < 4 mm の砂礫が正の効果として選択されたのはエリュスリカ属、ツヤドロムシ属、エラブタマダラカゲロウ属、クダトビケラ属の 4 属で、上位 3 モデルのうち 2 モデルが選択されたのはトゲマダラカゲロウ属、ツヤムネユスリカ属の 2 属、1 モデルが選択されたのはコヤマトビケラ属、オオキユスリカ属、ナガレツヤユスリカ属、ウスバガガンボ属、エチゴシマトビケラ属の 5 属であった。エリュスリカ属、ツヤドロムシ属は礫下砂-潜入型であり、本研究の結果からも < 4 mm の砂礫を選好することが明らかとなった。エラブタマダラカゲロウ属は礫間-自由型に区分されているが、砂や砂利の河床に潜る掘潜型に近いことが報告されており（兵藤ほか, 2015）、 < 4 mm の砂礫が重要と推察された。クダトビケラ属は大礫の表面に砂粒を綴り合わせた長い筒状の固着巣を作るため（谷田, 1995；川合・谷田, 2005）、 < 4 mm の砂礫を選好していると考えられた。2 モデルが選択されたトゲマダラカゲロウ属のミツトゲマダラカゲロウ *D. trispina* は生息場となる礫に加え、礫周辺および礫直下に < 16 mm の砂礫割合が大きいほど出現率が高くなると報告されている（田村・加賀谷, 2017）。また、土砂供給量が減少するダム下流においても、同属のオオマダラカゲロウ *D. basalis* やフタマタマダラカゲロウ *D. sachalinensis* の生息密度が低下することが報告されている（Takao et al., 2008；Katano et al., 2009）。トゲマダラカゲロウ属は生息場や巣材として細礫や砂を直接利用することは知られていないが、 < 4 mm の砂礫に依存的である可能性が示唆さ

れたことから、今後の生息環境に関する研究が期待される。以上のことから、これらの属は < 4 mm の砂礫に対する指標として有用であると判断された。1 モデルが選択された 5 属はすべて礫面もしくは礫間に滞在する属で、コヤマトビケラ属のみが携巣型で巣材として砂礫を利用している。コヤマトビケラ属 *A. fuscipes* は $D_{50} = 0.94$ mm の砂礫を巣材として利用しており（Mason et al., 2019）、矢作川中流に生息するヤマトコヤマトビケラ *A. sibiricus* も $D_{50} = 0.3$ mm 程度であった（白金, 未発表）ことから、置き土の指標となる可能性が示唆された。

4-16 mm の礫が上位 3 モデルすべてで正の効果として選択されたのはヒメヒラタカゲロウ属のみであった。さらに 64 mm < の礫が負の効果として選択されたのもこの属のみで、他の優占属とは大きく異なる傾向が見られた。ヒメヒラタカゲロウ属は 20-200 mm の礫に滞在し、水深や流速の変動がある場所を好むという報告（Hanquet et al., 2004）や砂利から巨礫までの様々な粒径サイズで、河床が不安定で空隙の多い場所に生息しているとの報告がある（Lubini and Sartori, 1994）。また、ダム上下流での調査において上流のみから確認されている（Takao et al., 2008）。ヒメヒラタカゲロウ属が選好する粒径サイズについては判断が難しいが、不安定な河床に生息する属であることから、河床材料が細粒化し、不安定となる可能性がある置き土の効果を検証する指標として有効であると考えられた。

17 mm 以上の礫区分については、優占する 24 属のうち 18 属が 17-64 mm, 64 mm < の両区分もしくはどちらか一方を、上位モデルすべてで正の効果として選択しており、本調査地点は 17 mm 以上の粒径を選好する属が優占することが明らかとなった。また、すべての固着巣型の優占属は 17 mm 以上の礫を正の効果として選択し、中でも造網性のシマトビケラ属、オオシマトビケラ属、クダトビケラ属、ヒゲナガカワトビケラ属、ウスバガガンボ属、ツヤムネユスリカ属の 6 属は 64 mm < の礫をすべてのモデルで正の効果として選択していた。造網性トビケラ類は河床の粗粒化や安定化の指標とされており（津田, 1957；津田・御勢, 1964）、64 mm < の礫を選好していた本調査の結果と一致する。これら 6 属のベストモデルの R_D は 0.385 以上で、特にシマトビケラ属、オオシマトビケラ属、ヒゲナガカワトビケラ属、ウスバガガンボ属の R_D は 0.5 を超え、モデルの予測力が比較的高いことから、64 mm < の礫が生息環境として重要であると考えられた。礫間-自由型ではヒメヒラタカ

ゲロウ属を除く 8 属が 17 mm 以上の礫をすべてのモデルで正の効果として選択しており、ヒラタカゲロウ属、トウヨウマダラカゲロウ属、アカマダラカゲロウ属、クラカケカワゲラ属、ヒメカワゲラ属、ナガレツヤユスリカ属の 6 属は 64 mm < の礫をすべてのモデルで正の効果として選択していた。礫間-自由型は礫と礫の間の空隙を生息場とすることから、特に 64 mm < の礫が多い場所を選好していたと考えられる。

一方、17 mm 以上の礫を正の効果として選択しなかった 6 属のうちフタバコカゲロウ属、ヤマトビケラ属、テンマクエリユスリカ属、オオキユスリカ属では R_D が < 0.1 で、河床材料との関係が不明瞭であった。このうち、ヤマトビケラ属については、粗粒化した河床の多いダム下流で減少し、細粒土砂の供給となる支流合流後に増加することが報告されており (Takao et al., 2008 ; Katano et al., 2009), 土砂還元の効果を検証するための指標種としても有用と考えられている (片野ほか, 2010)。本研究では細粒土砂に対する選好性は確認されなかったが、これはヤマトビケラ属が巣材としての砂礫だけでなく、生息場として付着藻類を摂餌するための中礫以上も必要とすることによるかもしれない。ヤマトビケラ属の巣材の粒径は 0.13-5.79 mm との報告があり (Katano et al., 2021), 矢作川中流でも < 4 mm を巣材として利用する (白金, 未発表)。一方、ヤマトビケラ属は 5 cm 程度以上の礫上から多く確認され (白金, 未発表), 目的によって粒径の異なる砂礫を利用している。生息環境として異なる粒径の砂礫を必要とするため、本研究では細粒土砂に対する選好性が検出されなかった可能性がある。さらに、ヤマトビケラ属は移動性が低いことが知られており (Statzner, 2011), 巣材となる細粒土砂が生息場の近隣に存在することが必須であるため、置き土による砂や細礫の増加の影響を確認するための指標として注目すべき属と考えられる。

本研究では優占属と河床材料の各粒径区分との関係に着目したが、礫面-携巣型 (生活型: 携巣型) でヤマトビケラ科のコヤマトビケラ属とヤマトビケラ属では選好する砂礫粒径が異なる結果となった。また、礫間-自由型 (生活型: 匍匐型) のマダラカゲロウ科 4 属のうち、< 4 mm の砂礫がトゲマダラカゲロウ属、エラブタマダラカゲロウ属では正の効果として選択され、トウヨウマダラカゲロウ属、アカマダラカゲロウ属では負の効果として選択された。従って、生活型や科レベルでは無く、属レベルの分類群を対象にすることで、河床材料との関係がより明確になると判断された。

置き土量の増加による底生動物の応答

矢作川では 1995 年以降、複数の機関により置き土が行われており、矢作川中流の時瀬 (河口から約 73.0 km) から越戸ダム下流 (河口から約 44.2 km) で年間約 1500-10500 m³ の土砂が還元されている (田中, 2000 ; 国土交通省 豊橋河川事務所, 2023)。1995 年から 1998 年に矢作川研究所が行った置き土実験の目的は、魚類や底生動物の良好な生息場の創出と大型糸状緑藻カワシオグサの抑制であった (田中, 2000)。その後、豊橋河川事務所および矢作ダム管理所が行っている置き土実験では、矢作ダムの貯水容量を確保するとともに、河道内における縦断の土砂の連続性を確保し、河川環境の改善を目指して、ダム湖内の掘削土砂を下流河川へ還元している (国土交通省 豊橋河川事務所, 2023)。以上のような目的により、矢作川中流で置き土実験が行われてきたが、同一箇所における置き土は年に 1 度と単発的にしか行われなことから、河床材料の変化を確認するに至っておらず、生物に与える影響について十分には明らかにされていない (田中, 2000 ; 国土交通省 豊橋河川事務所, 2023)。本研究では長期間、置き土が行われてきた矢作川において、砂および細礫の量に着目し、その多寡が底生動物の種組成とどのように関連するかを中流の瀬で調査した。その結果、現在、矢作川中流の瀬で優占している礫面・礫間・礫下-固着巣型で造網性のシマトビケラ属、オオシマトビケラ属、クダトビケラ属、ヒゲナガカワトビケラ属や礫間-自由型のアカマダラカゲロウ属、トウヨウマダラカゲロウ属、クラカケカワゲラ属などは 64 mm < の礫と正の関連があり、< 4 mm の砂礫と負の関連が見られた。このことから、置き土に伴い河床材料に砂や細礫が増加すると、現在優占している底生動物の個体数は減少する可能性が示唆された。一方、礫下砂-潜入型のエリユスリカ属やツヤドロムシ属、礫間-自由型ではあるが掘潜型に近いエラブタマダラカゲロウ属、砂や細礫を直接利用しないが既存文献 (田村・加賀谷, 2017) でも細粒土砂との関係が見られたトゲマダラカゲロウ属、巣材として砂などを利用する礫面-携巣型のコヤマトビケラ属、礫面-固着型のクダトビケラ属などで、< 4 mm の砂礫と正の関連がみられ、置き土によって増加すると考えられる属も確認された。土砂還元によって減少する属もあれば増加する属もあるため、今後も置き土量の増加による河床環境の変化が底生動物に及ぼす影響を注視していく必要がある。

矢作川のダム下流では、細粒土砂の減少に伴い粗粒化が進行しており (田中, 1997 ; 北村ほか, 2001 ; 岡田・

内田, 2016), 置き土による細粒土砂の増加は河床環境の回復とみなすことができる. 本研究では細粒土砂量の増加に対して, 増加する属, 減少する属を明らかにすることができた. これらの属は置き土などの土砂還元による河床環境の変化を評価する指標種として活用できると考えられる.

謝辞

現地調査では調査協力者の山口健一氏, 海洋プランニング株式会社 名古屋事務所 高味靖広氏, 中村 亮氏, 室内分析では中部大学大学院応用生物研究科 早川凌平氏, 底生動物の同定では汀屋 向山創一郎氏にご協力いただきました. 執筆にあたって, 豊田市矢作川研究所 小野田幸生博士, 浜崎健児博士には有益なご助言をいただきました. ここに記して心より御礼申し上げます.

引用文献

- Armitage, P. D. (1978) Downstream changes in the composition, numbers and biomass of bottom fauna in the Tees below Cow Green Reservoir and in an unregulated tributary Maize Beck, in the first five years after impoundment. *Hydrobiologia*, 58(2): 145-156.
- Hanquet, D., M. Legalle and S. Garbage (2004) Ontogenetic microhabitat shifts in stream invertebrates with different biological traits. *Archiv für Hydrobiologie* 160(3): 329-346.
- 兵藤誠・竹門康弘・角哲也・鳥居高明・小林草平 (2015) 天竜川における底生無脊椎動物の生息場履歴に関する基礎的特性の把握. 京都大学防災研究年報, 58 B : 504-526.
- Katano, I., J. N. Negishi, T. Minagawa, H. Doi, Y. Kawaguchi and Y. Kayaba (2009) Longitudinal macroinvertebrate organization over contrasting discontinuities effects of a dam and a tributary. *Journal of North American Benthological Society*, 28(2): 331-351.
- 片野泉・根岸淳二郎・皆川朋子・土居秀幸・萱場祐一 (2010) 土砂還元によるダム下流域の修復効果検証のための指標種の抽出. 河川技術論文集, 16 : 519-522.
- Katano, I., J. N. Negishi, T. Minagawa, H. Doi, Y. Kawaguchi and Y. Kayaba (2021) Effects of sediment replenishment on riverbed environments and macroinvertebrate assemblages downstream of a dam. *Scientific Reports*, 11(1): 1-17.
- 川合禎次・谷田一三 (2005) 日本産水生昆虫検索図説一科・属・種への検索. 東海大学出版会, 東京.
- 北村忠紀・田代喬・辻本哲郎 (2001) 生息場評価指標としての河床攪乱頻度について. 河川技術論文集, 7 : 297-301.
- 小林草平 (2019) 4.1 底生無脊椎動物. 河川生態系の調査・分析方法, 井上幹生・中村太士編 : 232-263, 講談社.
- 小林草平・中西哲・尾嶋百合香・天野邦彦 (2010) 愛知県豊川における瀬の物理特性と底生動物現存量. 陸水学雑誌, 71 : 147-164.
- 小林草平・竹門康弘 (2012) 土砂量と河床材料粒径に着目した生息場評価. 京都大学防災研究所年報 55B : 537-545.
- 国土交通省 豊橋河川事務所 (2023) 矢作川水系総合土砂管理検討委員会. <https://www.cbr.mlit.go.jp/toyohashi/kaigi/yahagigawa/dosyakanri/index.html> (2023年8月11日閲覧).
- Kondolf, G. M. (1997) Hungry Water: Effects of Dams and Gravel Mining on River Channels. *Environmental Management*, 21(4): 533-551.
- Lubini, V. and M. Sartori (1994) Current status, distribution, life cycle and ecology of *Rhithrogena germanica* Eaton, 1885 in Switzerland: preliminary results (Ephemeroptera, Heptageniidae). *Aquatic sciences*, 56 (4): 388-397.
- Mason, R. J., S. P. Rice, P. J. Wood and M. F. Johnson (2019) The zoogeomorphology of case-building caddisfly: Quantifying sediment use. *Earth Surface Processes and Landforms*, 44: 2510-2525.
- Merritt, R. W. and K. W. Cummins (eds.) (1996) An introduction to the aquatic insects of North America (3rd ed.) Kendall/Hunt. Dubuque, Iowa.
- 溝口裕太・田中規夫・高橋忠臣 (2018) ダム下流域での土砂還元が河床細粒化と底生動物群集構造に与える効果. 土木学会論文集 B1 (水工学), 74 (4) : I_595-I_600.
- Munn, M. D. and M. A. Brusven (1991) Benthic macroinvertebrate communities in nonregulated and regulated waters of the Clearwater River, Idaho, USA. *Regulated Rivers Research & Management* 6(1): 1-11.
- 西田守一・浅見和弘・石澤伸彰・熊澤一正・中沢重一 (2011) ダム下流河川における試験湛水時の流量制御, その後の粗粒化と土砂還元に伴う底生動物の変化—11年間にわたる三春ダム下流河川のモニタリング結果—. 応用生態工学, 14 (1) : 63-74.
- 岡田和也・内田臣一 (2016) 矢作川中流の瀬の底生動物群集の遷移におけるヒゲナガカワトビケラとオオシマトビケラの位置付け. 矢作川研究, 20 : 1-11.
- Patrick, L. H., D. R. Lenat, B. A. Caldwell and D. Smith (1990) Chironomidae of the Southeastern United States: A Checklist of Species and Notes on Biology, Distribution, and Habitat. *Fish and Wildlife Research* 7. U.S. Fish and Wildlife Service.
- Plat, N. and E. M. García-Roger (2018) Are there so many congeneric species of chironomid larvae in a small stream? *Journal of Limnology*, 77(s1): 65-80.
- R Core Team (2022) R: A Language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.r-project.org/> (2023年8月11日閲覧).
- 白金晶子・内田朝子・山本敏哉 (2022) 矢作川におけるダム下流の河床改善によるコケ植物と河床環境の変化. 矢作川研究, 26 : 19-25.
- Statzner, B. (2011) Mineral grains in caddisfly pupal cases and streambed sediments: assessing resource use and

- its limitation across various river types. *Annales de Limnologie - International Journal of Limnology*, 47: 103-118.
- Takao, A., Y. Kawaguchi, T. Minagawa, Y. Kayaba and Y. Morimoto (2008) The relationships between benthic macroinvertebrates and biotic environmental characteristics downstream of the Yahagi Dam, central Japan, and the state change caused by inflow from tributary. *River Research and Applications*, 24: 580-597.
- 竹門康弘 (2005) 底生動物の生活型と摂食機能群による河川生態系評価. *日本生態学会誌*, 55: 189-197.
- 田村繁明・加賀谷隆 (2017) ミツトゲマダラカゲロウ (*Drunella trispina* (Uéno)) (カゲロウ目, マダラカゲロウ科) 幼虫の河床分布と細粒底質の関係. *陸水学雑誌*, 78: 231-235.
- 田中蕃 (1997) 砂利投入による河床構造回復の試みとその効果. *矢作川研究*, 1: 175-202.
- 田中蕃 (2000) 砂利投入による河床構造回復の試みとその効果IV. *矢作川研究*, 4: 135-141.
- 谷田一三 (1995) 河川ベントスの棲み込み関係, キースピーシスとしてのトビケラ. *棲み場所の生態学*, 竹門康弘・谷田一三・玉置昭夫・向井宏・川端善一郎 (著): 95-128. 平凡社, 東京.
- 谷田一三・竹門康弘 (1999) ダムが河川の底生動物へ与える影響. *応用生態工学会*, 2 (2): 153-164.
- 津田松苗 (1957) 川の生物遷移についてのある考察. *関西自然科学研究会会誌*, 10: 37-40.
- 津田松苗・御勢久右衛門 (1964) 川の瀬における水生昆虫の遷移. *生理生態*, 12: 243-251.
- 内田朝子 (2021) 河川の分断化が著しい矢作川における付着藻類の栄養状態及び一次生産に関する研究. 愛媛大学, 博士論文.
- Ward, J. V. and J. A. Stanford (1983) Serial discontinuity concept of lotic ecosystems. In *Dynamics of lotic systems*, T. D. Fontaine Illand and S. M. Bartell (Eds.): 29-42. Ann Arbor Science Publishers.
- 山本敏哉 (2000) アユ釣りの記録からたどった釣果の変遷. *矢作川研究*, 4: 169-175.
- Yamamura, K. (2016) Estimation of the Predictive Ability of Ecological Models. *Communications in Statistics - Simulation and Computation*, 45: 2122-2144.

(豊田市矢作川研究所)
〒 471-0025 豊田市西町 2-19